

## Efectos de metales bivalentes en la germinación y desarrollo radicular de *Chenopodium quinoa* (Willd.)

G. Podazza<sup>1-2</sup>, J. A. González<sup>2</sup> y F. E. Prado<sup>1-2</sup>

<sup>1</sup> Instituto de Ecología (Botánica), Fundación Miguel Lillo. Miguel Lillo 251, (4000) San Miguel de Tucumán, Argentina.

<sup>2</sup> Cátedra de Fisiología Vegetal, Facultad de Ciencias Naturales e IML. Miguel Lillo 205, (4000) San Miguel de Tucumán, Argentina.

---

**R E S U M E N** — Podazza, G., J. A. González y F. E. Prado. 2005. Efectos de metales bivalentes en la germinación y desarrollo radicular de *Chenopodium quinoa* (Willd.). *Lilloa* 42 (1-2). Se estudió el efecto de contaminantes metálicos bivalentes ( $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Sr}^{2+}$  y  $\text{Co}^{2+}$ ) sobre la germinación y elongación radicular en *Chenopodium quinoa* Willd., en concentraciones de 25, 50, 75, 100, 150 y 200 mM. El análisis se realizó en las primeras 12 horas de germinación, tiempo en el cual la especie utilizada alcanza el máximo de germinación. Se observó que todos los iones ensayados reducen la germinación y elongación de la radícula dependiendo los resultados de la concentración y tipo de ión utilizado. El análisis estadístico detectó una correlación inversa negativa entre concentración y germinación/elongación para todos los contaminantes.

Palabras clave: quinoa, metales pesados, germinación, elongación radicular.

**S U M M A R Y** — Podazza, G., J. A. González and F. E. Prado. 2005. *Lilloa* 42 (1-2). The effect of bivalent metallic contaminants ( $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Sr}^{2+}$  and  $\text{Co}^{2+}$ ) on the germination and root elongation in *Chenopodium quinoa* Willd., at concentrations of 25, 50, 75, 100, 150 and 200 mM was studied. Analysis focused during the first 12 hours of germination, that is the time where germination is maximum. It was observed that all contaminants reduce germination and radicle elongation depending on the concentration and type of ion tested. A negative correlation between concentration and germination/elongation was detected for all contaminants.

Key words: quinoa, heavy metals, germination, radicle elongation.

### Introducción

La provincia de Tucumán, una de las más pequeñas de la Argentina en superficie (22.524 Km<sup>2</sup>), padece una serie de alteraciones ambientales de origen antrópico y otras de origen natural, como el hidroarsenicismo en la franja oriental de su territorio (Tineo *et al.*, 1998; García *et al.*, 2000). Entre todos los problemas ambientales, la contaminación de las aguas es uno de los más preocupantes debido a su uso masivo por la población y por el sistema productivo (agricultura, ganadería, industria, recreación, etc.). La contaminación hídrica es producida principalmente por los efluentes industriales y urbanos, los cuales contienen sustancias orgánicas e inorgánicas que, al infiltrarse en

el suelo, se mezclan con el agua tanto subterránea como superficial (González a y b, 2000). Este tipo de contaminación provoca un paulatino deterioro de las aguas y representa un peligro potencial para la biota acuática y terrestre (González & Domínguez, 1994; Fernández & Domínguez, 1998), como así también para la calidad de las napas freáticas, cultivos y espacios naturales, entre otros (Galindo *et al.*, 2000; García *et al.*, 2000; García *et al.*, 2001).

A esta problemática ambiental se agregaron, en los últimos años, otras fuentes potenciales de contaminación provenientes de la industria minera y especialmente, la relacionada con el proceso de secado de minerales. En

este último caso los efluentes producidos, a pesar de que son tratados con procedimientos biológicos y físico-químicos, contienen sustancias inorgánicas, tales como cobre, oro, manganeso y otros compuestos como sulfatos en cantidades que afectan la supervivencia de organismos acuáticos como algas y bacterias (Amoroso *et al.*, 1997; Seeligman *et al.*, 1999). Se desconoce además el efecto a corto, o largo plazo, que dichas sustancias podrían tener, a través de su acumulación en la cadena trófica, en los cuerpos de agua o en la interacción con los ecosistemas.

En general los metales bivalentes ( $\text{Cr}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ , etc.) pueden actuar como elementos esenciales, benéficos para el metabolismo o resultar tóxicos según la concentración en la que se encuentren (Taiz & Zeiger, 2002; Reigosa *et al.*, 2004). Por ejemplo, algunos cationes metálicos bivalentes como el cobre ( $\text{Cu}^{2+}$ ) y el manganeso ( $\text{Mn}^{2+}$ ) forman parte del grupo de micronutrientes. Así el  $\text{Cu}^{2+}$  está involucrado en reacciones redox y es un componente de enzimas tales como la ascorbato-oxidasa, la monoamino-oxidasa, la tirosinasa, la uricasa, la citocromo c oxidasa, la lacasa y la fenolasa. Además, el  $\text{Cu}^{2+}$  es un componente de otras importantes proteínas no enzimáticas como la plastocianina y el complejo IV, involucrados en el transporte de electrones desde el citocromo  $b_6f$  al Fotosistema I y en la reducción del  $\text{O}_2$  a  $\text{H}_2\text{O}$  en la cadena respiratoria (Arteca, 1996; Taiz & Zeiger, 2002).

Por otro lado, el  $\text{Mn}^{2+}$  es un nutriente requerido en reacciones enzimáticas donde intervienen peroxidasas, oxidasas, quinasas, decarboxilasas y dehidrogenasas. Asimismo es el catión principal del complejo de fotólisis del agua asociado al Fotosistema II (Arteca, 1996; Taiz & Zeiger, 2002).

El cobalto ( $\text{Co}^{2+}$ ), si bien no es considerado un elemento esencial, par-

ticipa en el proceso simbiótico entre *Rhizobium* y leguminosa (Taiz & Zeiger, 2002); pero en general resulta altamente tóxico para la mayoría de las especies vegetales. Su toxicidad radica en que se presenta en el suelo como sulfato o cloruro y es fácilmente absorbido por las plantas (Wallace, 1956).

El estroncio ( $\text{Sr}^{2+}$ ) es un catión bivalente ligado a las reacciones nucleares y su estudio es importante puesto que, si se lo libera al ambiente, el 80% del mismo puede ingresar al ciclo de nutrientes inorgánicos ya que se trata de un elemento muy móvil, relativamente soluble en agua y muy difícil de identificar por lo que puede llegar a acumularse fácilmente en la cadena trófica (Chang, 1999; Bugbee, 2001; Toxicological profile for Strontium. [www.atsdr.cdc.gov/toxpro/files/tp159-p.pdf](http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro/files/tp159-p.pdf)). Su presencia en los organismos animales genera reacciones que promueven la formación de radicales libres (Marie *et al.*, 2001). A nivel vegetal el  $\text{Sr}^{2+}$  produce síntomas de toxicidad sólo a concentraciones del orden de mg/l (mM) debido a que es muy poco absorbido por las plantas.

En el caso del  $\text{Cu}^{2+}$ , se ha demostrado que a medida que aumenta su concentración produce una reducción de la elongación radicular por inhibición del proceso mitótico a nivel meristemático (Arduini *et al.*, 1995; Peralta *et al.*, 2000) y daños a nivel de las membranas celulares (Chiu *et al.*, 1995); así como una disminución de la actividad de enzimas claves para la fotosíntesis con la consiguiente reducción en la biomasa (Moustakas, 1994); alterando también la relación fotosíntesis/transpiración, lo que no permitiría la absorción de otros cationes tales como  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Fe}^{2+}$  y  $\text{Ca}^{2+}$  (Chiu *et al.*, 1995; Ozounidou *et al.*, 1998).

La presencia de  $\text{Cu}^{2+}$  en los cursos de agua de la provincia de Tucumán es causada fundamentalmente por el vertido de efluentes de la industria minera

(Seeligmann *et al.*, 1999; Informe del SIPROSA contenidos en el Expte N° 514/411-F-2002). Los análisis realizados en los efluentes de esa industria demostraron que los niveles de este elemento fluctúan por arriba y por debajo de los valores permisibles según la normativa provincial y nacional. También los mismos estudios demostraron que este catión afecta la microflore en el canal DP2, que es precisamente donde se arrojan los efluentes de la principal industria minera de la región NOA (Seeligmann *et al.*, 1999).

La presencia de  $Mn^{2+}$  pareciera estar asociada a la composición del sustrato rocoso de algunas zonas de la provincia, donde justamente se halla uno de los diques de provisión de agua potable y para riego (Dique El Cadillal). Este elemento muestra variaciones en su concentración vinculadas a la profundidad del cuerpo de agua, registrándose valores por debajo de los niveles permisibles cerca de la superficie, pero por arriba de los mismos en profundidad (Amoroso *et al.*, 1997).

Aunque no se conoce con certeza si el  $Sr^{2+}$  o el  $Co^{2+}$  están presentes en los desechos que a diario se eliminan en los cursos de agua de Tucumán, los estudios realizados por Nieva (2002) en los efluentes de una explotación minera en Catamarca (Minera Alumbreira), dan cuenta de la presencia de estos cationes. Considerando los análisis de agua de la zona del Campo del Arenal, que es de donde la empresa se provee de agua, resulta que los elementos mencionados se hallan ausentes. De esto se desprende que tanto el  $Sr^{2+}$  como el  $Co^{2+}$  detectado provendrían del emprendimiento minero o de otra fuente aún no identificada. Así, la contaminación con  $Sr^{2+}$  procedería de la cal que se utiliza en el emprendimiento para neutralizar los efluentes, mientras que para el  $Co^{2+}$  aún no se ha especificado su origen. Puesto que la planta de secado del mineral se halla ubicada en

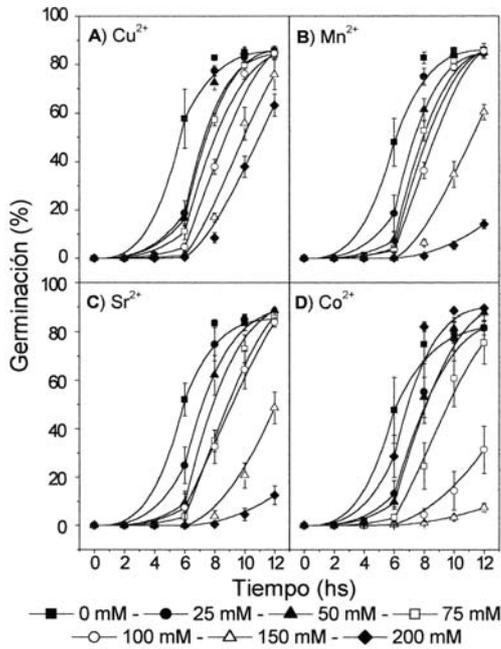
Tucumán y es allí donde el agua que contiene el concentrado de minerales es eliminada como efluente a un canal de desagüe (Canal DP2), se plantea aquí un serio interrogante acerca de que si dicho efluente contiene o no restos de  $Sr^{2+}$  y  $Co^{2+}$  y en qué concentraciones.

Por otra parte, resulta muy escasa la información acerca del efecto que provocan algunos metales bivalentes sobre la germinación y estadios tempranos de desarrollo en especies vegetales, tanto nativas como exóticas, de importancia agronómica o de importancia *per se* en el ecosistema (Rausser, 1978; Gallardo & González, 1992; Lerda, 1992; Ongaro, 1995).

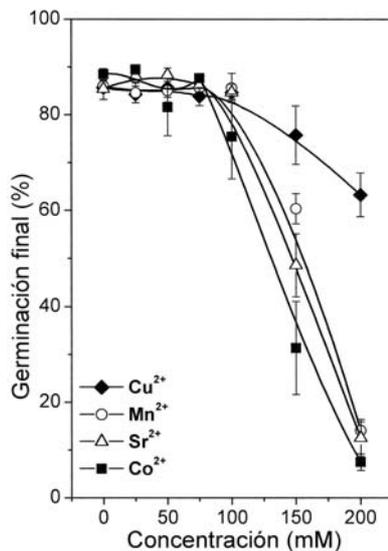
Si bien, existen métodos físico-químicos para evaluar la presencia de sustancias contaminantes orgánicas e inorgánicas (Gutierrez Marotto *et al.*, 1989; Samecka-Cymerman & Kempers, 1999), puede ser de mucha utilidad disponer de especies vegetales que puedan manifestar en forma visible y temprana los efectos de los contaminantes metálicos.

En ese sentido, la quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd.) es una especie de rápida germinación y desarrollo, que a 25° C y en 10 hs alcanza el máximo de germinación (Ongaro, 1995; Vellice, 1995), lo que posibilita la realización de evaluaciones rápidas y económicas del efecto de diferentes contaminantes inorgánicos.

Por lo tanto, el presente trabajo tiene como objetivo estudiar el efecto del  $Cu^{2+}$ ,  $Mn^{2+}$ ,  $Sr^{2+}$  y  $Co^{2+}$  sobre la germinación y el desarrollo radicular de la quinoa, con el fin de obtener una primera aproximación del efecto de dichos cationes metálicos sobre las etapas tempranas de desarrollo de esta especie, a fin de precisar sus posibles implicancias a nivel de ecosistema.



**Fig. 1** (A, B, C y D). Efecto de distintas concentraciones de  $\text{Cu}^{2+}$  (A),  $\text{Mn}^{2+}$  (B),  $\text{Sr}^{2+}$  (C) y  $\text{Co}^{2+}$  (D) sobre el tiempo de germinación. Cada punto es la media de 4 experimentos distintos con 5 réplicas cada uno, las barras indican el intervalo de confianza.



**Fig. 2.** Efecto de distintas concentraciones de  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Sr}^{2+}$  y  $\text{Co}^{2+}$  sobre el porcentaje final de germinación. Cada punto es la media de 4 experimentos distintos con 5 réplicas cada uno, las barras el intervalo de confianza.

## Materiales y métodos

Todos los ensayos se realizaron con frutos de "quinoa" (*Chenopodium quinoa* Willd. var. *sajama*) obtenidas de la Estación Experimental de Patacamaya (Oruro, Bolivia). Las semillas fueron esterilizadas con hipoclorito de sodio (2%) durante 3 minutos, lavadas 3 veces con agua destilada y colocadas en cajas de Petri de 9 cm de diámetro (50 semillas por cada caja) sobre papel de filtro humedecido con 2 ml de la solución en estudio. La germinación se realizó en condiciones de oscuridad manteniéndose controladas electrónicamente la temperatura ( $25 \pm 1$  °C) y la humedad relativa (60%). Las variables seleccionadas para medir el efecto del agente contaminante fueron: porcentaje de semillas germinadas y longitud de la radícula (mm) al final del experimento (12 horas). Este tiempo se eligió en función de que a partir de la 10<sup>ma</sup> hora se alcanza el máximo de germinación (Ongaro, 1995; Vellice, 1995). El porcentaje de germinación fue evaluado cada 2 horas y sólo se tuvieron en cuenta aquellas semillas que presentaban una longitud radicular  $\geq 2$  mm, descartándose las semillas abortadas, es decir aquellas que presentaban una germinación anormal (emergencia de cotiledones o eje embrionario en lugar de radícula). La longitud de las radículas se midió con un calibre digital con precisión de  $\pm 0,1$  mm (Digimess, USA), considerándose como longitud radicular mínima 2 mm y como máxima la obtenida al final del experimento.

### Tratamiento con metales bivalentes.

Para los tratamientos con metales bivalentes se prepararon soluciones acuosas de 0, 25, 50, 75, 100, 150, y 200 mM, de  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Sr}^{2+}$  y  $\text{Co}^{2+}$  en forma de cloruros a fin de eliminar el posible efecto aniónico.

**Análisis estadístico.**— Cada experimento se realizó por cuadruplicado con

cinco repeticiones cada vez. Se revisó la normalidad y homogeneidad de la varianza de los datos previo al análisis de la varianza (ANOVA) de dos vías. Este análisis se realizó aplicando las pruebas de rango múltiple de Fischer y de Tukey, a fin de interpretar estadísticamente el efecto de los factores principales (tipo de catión y concentración) y de su interacción sobre el porcentaje de germinación y la longitud radicular, al final del experimento. Se consideraron diferencias significativas al  $P \leq 0,01$ . Las curvas fueron ajustadas por medio de modelos lineales.

## Resultados

### Efectos de cationes metálicos sobre la germinación.—

Todos los cationes

empleados produjeron un retardo en la velocidad de germinación a medida que su concentración se incrementa (fig. 1 A, B, C y D). A su vez, el ANOVA de dos vías evidenció diferencias significativas sobre el porcentaje final de semillas germinadas para el factor catión metálico ( $F_{3,532} = 47,81$ ;  $P < 0,0001$ ), el factor concentración ( $F_{6,532} = 461,60$ ;  $P < 0,0001$ ) y para la interacción ( $F_{28,532} = 26,75$ ;  $P < 0,0001$ ) (fig. 2, tabla 1).

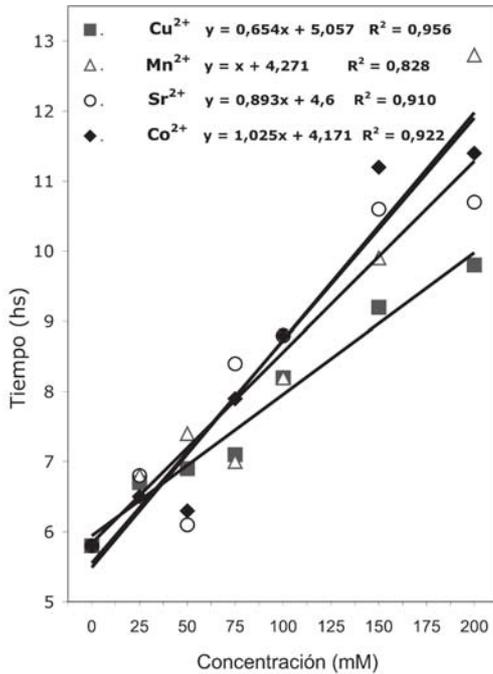
El análisis de la concentración catiónica sobre el porcentaje final de semillas germinadas mostró a 150 y 200 mM una reducción significativa del poder germinativo para todos los cationes empleados (tabla 1).

El análisis del efecto global de los cationes sobre el porcentaje final de semillas germinadas reveló que la quinua exhibe una sensibilidad germinativa

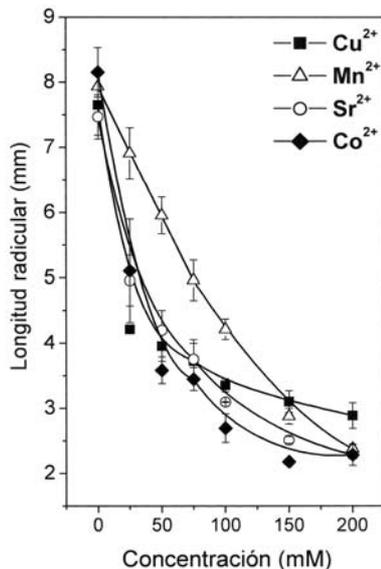
Concentración (mM)	Cationes				Marginal
	Cu <sup>2+</sup>	Mn <sup>2+</sup>	Sr <sup>2+</sup>	Co <sup>2+</sup>	
0	85,7 (± 3,02) <sup>a</sup>	86,0 (± 4,49) <sup>a</sup>	86,3 (± 8,55) <sup>a</sup>	88,5 (± 4,59) <sup>a</sup>	86,63 (± 37,97) <sup>a</sup>
25	84,3 (± 6,84) <sup>a</sup>	84,6 (± 8,25) <sup>b</sup>	88,1 (± 5,02) <sup>b</sup>	89,5 (± 3,86)	86,63 (± 37,97) <sup>a</sup>
50	85,7 (± 7,90) <sup>a</sup>	85,1 (± 9,58) <sup>a</sup>	88,4 (± 5,47) <sup>a</sup>	81,6 (± 23,32) <sup>a</sup>	84,13 (± 36,87) <sup>a</sup>
75	83,9 (± 7,74) <sup>a</sup>	85,7 (± 3,35) <sup>a</sup>	86,3 (± 2,25) <sup>a</sup>	87,7 (± 2,59) <sup>a</sup>	85,90 (± 37,65) <sup>a</sup>
100	84,7 (± 5,37) <sup>a</sup>	85,7 (± 11,92) <sup>a</sup>	84,7 (± 6,70) <sup>a</sup>	75,5 (± 34,69) <sup>a</sup>	82,65 (± 36,22) <sup>a</sup>
150	75,8 (± 23,91) <sup>a</sup>	60,4 (± 12,39) <sup>b</sup>	48,6 (± 25,68) <sup>b</sup>	31,4 (± 38,22) <sup>c</sup>	54,05 (± 23,69) <sup>b</sup>
200	63,3 (± 0,22) <sup>a</sup>	14,1 (± 7,39) <sup>b</sup>	12,6 (± 15,23) <sup>b</sup>	7,5 (± 6,76) <sup>b</sup>	24,38 (± 10,68) <sup>b</sup>
Marginal	80,49 (± 35,27) <sup>a</sup>	71,66 (± 31,41) <sup>b</sup>	70,71 (± 30,99) <sup>b</sup>	65,96 (± 28,91) <sup>c</sup>	

**Tabla 1.** Comparación del efecto de los cationes (Cu<sup>2+</sup>, Mn<sup>2+</sup>, Sr<sup>2+</sup> y Co<sup>2+</sup>) sobre el porcentaje final de germinación, para el control (0 mM) y para cada concentración ensayada (25, 50, 75, 100, 150 y 200 mM).

Letras distintas indican diferencias significativas (ANOVA de dos vías, Prueba de Tukey,  $P < 0,01$ ). El efecto de los factores principales se muestra en los márgenes (lateral derecho e inferior) y el efecto del factor catión debe leerse en forma horizontal en la cuadrícula central. Los valores promedios están acompañados por su correspondiente intervalo de confianza.



**Fig. 3.** Efecto de distintas concentraciones de Cu<sup>2+</sup>, Mn<sup>2+</sup>, Sr<sup>2+</sup> y Co<sup>2+</sup> sobre la germinación al 50%. Se acompaña la ecuación de ajuste lineal y su coeficiente de correlación para cada metal.



**Fig. 4.** Efecto de distintas concentraciones de Cu<sup>2+</sup>, Mn<sup>2+</sup>, Sr<sup>2+</sup> y Co<sup>2+</sup> sobre la elongación radicular. Cada punto es la media de 4 experimentos distintos con 5 réplicas cada uno, las barras indican el intervalo de confianza.

de acuerdo al siguiente orden: Cu<sup>2+</sup> < Mn<sup>2+</sup>, Sr<sup>2+</sup> < Co<sup>2+</sup> (tabla 1).

Al analizar el efecto de la interacción (catión : concentración) sobre el porcentaje final de germinación, se observó que el orden de intensidad varía significativamente entre las concentraciones ensayadas. Así, mientras que a concentraciones de 50, 75 y 100 mM no se observaron diferencias significativas entre los tratamientos, a 150 y 200 mM ya se manifestó un orden creciente en la sensibilidad germinativa, sobre todo del Mn<sup>2+</sup>, Sr<sup>2+</sup>, Co<sup>2+</sup> en relación al Cu<sup>2+</sup> (fig.2, tabla 1).

**Germinación al 50%.**— Una variable que se utiliza a menudo para medir el efecto de cualquier factor sobre la germinación es el tiempo en el cual ésta alcanza el 50%. En el presente trabajo el análisis de este parámetro demostró que, al igual que para el porcentaje de semillas germinadas, depende de la concentración y del tipo de catión utilizado. Si bien, todos los cationes analizados exhibieron un efecto inhibitorio lineal en función de la concentración, al analizar la pendiente del modelo lineal, al que se ajustaron los datos, se observó que el efecto del Co<sup>2+</sup>, Mn<sup>2+</sup> y Sr<sup>2+</sup> fue similar, produciendo un retardo mayor que el Cu<sup>2+</sup> (fig 3). Esto indicaría que el Cu<sup>2+</sup>, en relación al resto de los cationes utilizados, es el que permite que la germinación alcance el 50% en el menor tiempo (fig 3).

**Efecto de los cationes metálicos sobre la longitud radicular.**— Al igual que lo observado para el porcentaje de semillas germinadas, la longitud radicular depende tanto del catión como de la concentración a la que este se encuentra. De esta manera el ANOVA de dos vías evidenció diferencias significativas sobre el la longitud radicular para el factor catión ( $F_{3,84} = 22,49$ ;  $P < 0,0001$ ), el factor concentración ( $F_{6,84} = 168,40$ ;

$P < 0,0001$ ) y la interacción ( $F_{18,84} = 3,76$ ;  $P < 0,0001$ ) (fig. 4, tabla 2).

Con respecto al efecto del factor catión se manifestó sensibilidad de acuerdo al siguiente orden:  $Mn^{2+} < Cu^{2+}$ ,  $Sr^{2+}, Co^{2+}$  (tabla 2).

El efecto de la concentración sobre la longitud radicular produce inhibición del 33% a 25 mM y gradualmente mayor al 50% partir de 50 mM para todos los cationes empleados (tabla 2).

Al cabo de 12 horas de germinación la longitud radicular en ausencia de cationes (control) alcanzó un valor de  $7,8 \pm 0,3$  mm, variable que resultó afectada por todos los cationes empleados. Si bien, el efecto inhibitorio del  $Mn^{2+}$  fue significativamente menor, todos los cationes empleados produjeron una inhibición progresiva de la longitud radicular a medida que la concentración

se incrementa hasta los 100 mM, concentración a partir de la cual todos los cationes, a excepción del  $Mn^{2+}$ , tendieron a estabilizar el proceso inhibitorio (fig. 4, tabla 2).

## Discusión y conclusiones

Los datos aportados en este trabajo pusieron en evidencia el efecto inhibitorio que los cationes bivalentes ejercen sobre la velocidad y porcentaje final de germinación en *Ch. quinoa*. De un modo similar, la etapa posterior del proceso, es decir, la elongación radicular, también resultó afectada. Sin embargo, ambos efectos se manifestaron con distinta intensidad, según sea el catión considerado. Mientras los efec-

Concentración (mM)	Cationes				
	Cu <sup>2+</sup>	Mn <sup>2+</sup>	Sr <sup>2+</sup>	Co <sup>2+</sup>	Marginal
0	7,65 (± 1,67) <sup>a</sup>	7,93 (± 0,59) <sup>a</sup>	7,47 (± 0,90) <sup>a</sup>	8,16 (± 1,14) <sup>a</sup>	7,80 (± 3,42) <sup>a</sup>
25	4,21 (± 0,02) <sup>a</sup>	6,91 (± 1,22) <sup>b</sup>	4,96 (± 1,18) <sup>c</sup>	5,11 (± 4,96) <sup>c</sup>	5,30 (± 2,32) <sup>b</sup>
50	3,95 (± 0,41) <sup>a</sup>	5,96 (± 0,63) <sup>b</sup>	4,20 (± 0,71) <sup>a</sup>	3,59 (± 0,33) <sup>a</sup>	4,42 (± 1,94) <sup>c</sup>
75	3,73 (± 0,57) <sup>a</sup>	4,97 (± 0,76) <sup>b</sup>	3,76 (± 0,73) <sup>a</sup>	3,45 (± 0,24) <sup>a</sup>	3,97 (± 1,74) <sup>cd</sup>
100	3,36 (± 0,08) <sup>a</sup>	4,22 (± 0,20) <sup>b</sup>	3,10 (± 0,001) <sup>a</sup>	2,70 (± 0,37) <sup>a</sup>	3,34 (± 1,46) <sup>de</sup>
150	3,11 (± 0,22) <sup>a</sup>	2,88 (± 0,12) <sup>a</sup>	2,51 (± 0,02) <sup>b</sup>	2,18 (± 0,02) <sup>c</sup>	2,67 (± 1,17) <sup>ef</sup>
200	2,89 (± 0,29) <sup>b</sup>	2,38 (± 0,04) <sup>a</sup>	2,28 (± 0,02) <sup>a</sup>	2,29 (± 0,22) <sup>a</sup>	2,46 (± 1,08) <sup>f</sup>
<b>Marginal</b>	4,13 (± 1,81) <sup>a</sup>	5,03 (± 2,21) <sup>b</sup>	4,04 (± 1,77) <sup>b</sup>	3,92 (± 1,72) <sup>b</sup>	

**Tabla 2.** Comparación del efecto de los cationes ( $Cu^{2+}$ ,  $Mn^{2+}$ ,  $Sr^{2+}$  y  $Co^{2+}$ ) sobre la longitud radicular, para el control (0 mM) y para cada concentración ensayada (25, 50, 75, 100, 150 y 200 mM).

Letras distintas indican diferencias significativas (ANOVA de dos vías, Prueba de Tuckey,  $P < 0,01$ ). El efecto de los factores principales se muestra en los marginales y el efecto del factor catión debe leerse en forma horizontal en la cuadrícula central. Los valores promedios están acompañados por su correspondiente intervalo de confianza.

tos inhibitorios sobre el porcentaje de germinación se manifestaron a partir de 100 mM, sobre la elongación radicular lo hizo ya a partir de 25 mM. Por otra parte, mientras el  $\text{Cu}^{2+}$  es el catión que ejerció el menor efecto sobre la germinación el  $\text{Mn}^{2+}$  lo hace sobre la longitud radicular.

A pesar de que existen antecedentes de que el  $\text{Cu}^{2+}$  a concentraciones cercanas a 20 ppm, puede actuar como un inductor en la germinación de alfalfa (Peralta *et al.*, 2000), en nuestro trabajo, si bien las cantidades de  $\text{Cu}^{2+}$  usadas fueron superiores, no se han encontrado evidencias de este tipo. No obstante, nuestros resultados fueron coincidentes con los informados por Arduini *et al.* (1995) y Peralta *et al.* (2000), en el sentido de que al aumentar la concentración del catión se inhibe la elongación radicular. Si se considera la germinación al 50% nuestros resultados fueron similares a los Peralta *et al.* (2000), por cuanto el tiempo necesario para alcanzar el 50% de germinación resultó menos afectado por el  $\text{Cu}^{2+}$  que por los otros cationes.

Debido a que el  $\text{Cu}^{2+}$  y el  $\text{Mn}^{2+}$  al desempeñar importantes papeles en el metabolismo celular, mantienen sus concentraciones intracelulares fuertemente reguladas (Arteca, 1996; Taiz & Zeiger, 2002), resulta posible suponer que por esta razón produzcan un efecto inhibitorio menor que el ejercido por el  $\text{Co}^{2+}$  y el  $\text{Sr}^{2+}$ . No obstante esto, hay que destacar que a la concentración de 25 mM todos los cationes ensayados produjeron cerca de un 50% de inhibición en la longitud radicular.

Con relación al  $\text{Sr}^{2+}$ , si bien sus propiedades químicas son similares a las del  $\text{Ca}^{2+}$  (Bugbee, 2001; Toxicological profile for Strontium, [www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp159-p.pdf](http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp159-p.pdf)), su efecto resultó marcadamente nocivo sobre las dos fases fenológicas estudiadas.

Como conclusión de este trabajo puede afirmarse que el efecto de los

cationes bivalentes sobre la germinación y elongación radicular, dos etapas claves en el establecimiento de una especie en un habitat determinado, pueden tener graves implicancias desde el punto de vista ambiental y ecológico.

## Agradecimientos

Al Dr. Omar Varela, del Instituto de Ecología de la Fundación Miguel Lillo, por su valiosa colaboración en la comprensión y aplicación del análisis estadístico, como así también a la Dirección del Área Botánica de la Fundación Miguel Lillo.

## Bibliografía

- Amoroso M. J., N. C. Romero, F. Carlino, R. Hill & Oliver, G. 1997. Mn (II) en un reservorio de agua y efecto del mismo sobre actinomicetes acuáticos. En: II Congreso Argentino de Limnología (Bs.As.) I Reunión Argentina sobre Sistemas Mixohalinos. I Reunión de la Asociación Argentina de Ficología: 31.
- Arduini I., D. L. Godbold & Onnis, A. 1995. Influence of copper on root growth and morphology of *Pinus pinea* L. and *Pinus pinaster* Ait. seedlings. *Tree Physiol.* 15: 411-415.
- Arteca R. N. 1996. Plant growth substances: principles and applications. Chapman & Hall Press.
- Bugbee B., N. Cometti & Chard, J. 2001. Strontium uptake, distribution, phytotoxicity, and spectral transmission characteristics in crested wheatgrass. Research Associate Funding Idaho National Engineering and Environmental Laboratory, Idaho Falls, ID Research: Phytorem. *Crop Physiol. Lab.*: 45.
- Chang R. 1999. Química. Ed. Mc Graw-Hill.
- Chiu C. Y., F. S. Hsiu, S. S. Chen, & Chou, C. H. 1995. Reduced toxicity of Cu and Zn to mangrove seedlings (*Kandelia candel* (L.) Druce.) in saline environments. *Bot. Bull. Acad. Sin.* 36: 19-24.
- Fernández H. R. & Domínguez, E. 1998. Calidad de los ríos de la cuenca del Salí

- (Tucumán, Argentina) medida por un índice biótico. Serie Conservación de la Naturaleza N° 12. Fundación M. Lillo.
- Galindo M. C., M. B. Vece, M. E. Perondi, M. Monserrat Aráoz, G. García, M. del V. Hidalgo, M. C. Apella, & Blesa, M. A. 2000. Chemical behavior of the Salí River, province of Tucumán, Argentina. *Environ. Geol.* 40: 847-852.
- Gallardo M. & González, J.A. 1992. Efecto de algunos factores ambientales sobre la germinación en *Chenopodium quinoa* Willd. y sus posibilidades de cultivo en algunas zonas de la Provincia de Tucumán. *Lilloa* 38: 55-64.
- García M. G., D. S. Fernández, M. del V. Hidalgo & Blesa, M. A. 2000. Arsenic in groundwaters of the southeast of Tucumán Province, Argentina. In: Sillio *et al*, (eds). *Groundwater: past achievement and future challenges*. 503-508.
- García M. G., M. del V. Hidalgo & Blesa, M. A. 2001. Geochemistry of groundwater in the alluvial plain of Tucumán, Argentina. *Hydrogeol. J.* 9: 597-610.
- González J. A. & Domínguez, E. 1994. Efectos de los efluentes de una planta elaboradora de papel sobre la calidad del agua y composición biótica en el arroyo Calimayo (Tucumán - Argentina). Serie Conservación de la Naturaleza N° 8. Fundación Miguel Lillo.
- González J. A. (a) 2000. Informe Cuenca Salí-Dulce, Región Superior. Cuadernos de Medio Ambiente. Gobierno de la Provincia. de Tucumán. Dirección de Medio Ambiente. N° 2: 1-58.
- González J. A. (b) 2000.. Diagnóstico de la Contaminación de la Cuenca del Río Salí. Plan Integral de Acción para la solución de la contaminación de la cuenca del Río Salí. Cuadernos de Medio Ambiente. Gobierno de la Provincia de Tucumán. Dirección de Medio Ambiente. N° 3: 1-68.
- Gutierrez Marotto A., L. Sobrados Bernardos, R. Jiménez Ballesta, E. Morcillo Lopez & Alvarez Martín, J. B. 1989. Dispersión de elementos pesados y su incidencia en el medio natural. *Bol. Geol. y Minero*. Vol. 100: 170-180.
- Informe del SIPROSA 2002. Gobierno de la Provincia de Tucumán, en Expte N° 514/411-F-2002. Folios: 33.
- Lerda, D. 1992. The effect of lead in *Allium cepa* L. *Mutat. Res.* 281: 89-92.
- Marie P. J., P. Ammann, G. Boivin & Rey, C. 2001. Mechanisms of action and therapeutic potential of strontium in bone. *Cal. Tis. Int. Sep.* 69: 121-9.
- Moustakas M., T. Lanaras, L. Symeonidis & Karataglis, S. 1994. Growth and some photosynthetic characteristics of field growth *Avena sativa* under copper and lead stress. *Photosynthetica* 30: 389-396.
- Nieva, H. O. 2002. Variaciones de los parámetros geoquímicos, Río Vis Vis, Catamarca, Argentina. Causas y consecuencias. (Tesis de Maestría). Univ. Nac. de Catamarca. 258.
- Ongaro, V. 1995. Efecto del Ca<sup>2+</sup> y otros cationes bivalentes sobre la germinación de quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd.). Tesis de Licenciatura. Fac. de Cs. Naturales. Univ. Nac. de Tucumán. N° 388: 1- 41.
- Ouzounidou G., I. Ilias, H. Tranopoulou & Karataglis, S. 1998. Amelioration of copper toxicity by iron on spinach physiology. *J. Plant Nut.* 21: 2089-2101.
- Peralta J. L., K. J. Gardea-Torresdey, E. Tiemann, E. Gómez, S. Arteaga, E. Rascon & Parsons, J. G. 2000. Study of the effects of heavy metals on seed germination and plant growth on alfalfa plant (*Medicago sativa*) grown in solid medium. *Proceedings of the 2000 Conference on Hazardous Waste Research*. Denver. Colorado. Estados Unidos: 135.
- Rausser, W. E. 1978. Early effects of phytotoxic burdens of cadmium, cobalt, nickel and zinc in white beans. *Can. J. Bot.* 56: 1774-1749.
- Samecka-Cymerman A. & Kempers, A. J. 1999. Bioindication of heavy metals in the town Wroclaw (Poland) with evergreen plants. *Atmosph. Environ.* 33: 419-430.
- Seeligman C. T., S. Martinez de Marco, S. Isasmendi & Tracanna, B. C. 1999. Impacto de la actividad minera sobre la fitoflora. En: Congreso Boliviano de Limnología y Recursos Acuáticos. Cochabamba (Bolivia): 71.
- Taiz L. & Zeiger, E. 2002. *Plant Physiology* 3<sup>ra</sup> edit. Sinauer Ass., Inc. Pub. Sunderland, Massachusetts.
- Tineo A., C. Falcón, J. García, C. D'Urso, G. Galindo & Rodríguez, G. 1998. Hidrogeología. En: Gianfrancisco, M., M. E. Puchulu, J. Durango de Cabrera y G. Aceñolaza (eds). *Geología de Tucumán*. Colegio de Graduados en Ciencias Geológicas de Tucumán: 259-274
- Vellicce, G. R. 1955. Efecto de cationes bivalentes sobre los niveles de azúcares solubles y almidón en semillas en germinación de quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd.). Tesis de Licenciatura. Fac.

- de Cs. Naturales - Univ. Nac. de Tucumán. N° 387: 1-36.
- Wallace, T. M. C. 1956. The diagnosis of mineral deficiencies in plants by visual symptoms. D.Sc., A.I.C. University of Bristol. *Agricult. Hortic. Res. St.*, Long Ashton, Bristol London. Published by His Majesty's Stationary Office: 111.
- Willems P. & Raffaele, E. 2001. Implicancias del efecto de las interacciones en la interpretación de experimentos factoriales en biología. *Ecol. Aus.* 11: 131-138.
- Toxicological profile for strontium. [www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp159-p.pdf](http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp159-p.pdf)